

## 東北地方の河川におけるサケ科魚類への放射性Csの移行経路

村上 正志

千葉県

はじめに

2011年3月11日に起こった東日本大震災に伴う津波によって、福島第一原子力発電所（以下FDNPP）が破損し、大量の放射性物質が大気中に放出された。ヨウ素やセシウム、ストロンチウム、プルトニウムなどの放射性物質が野外に放出されたが（Zheng et al 2012）、その中でもセシウム<sup>137</sup>（<sup>137</sup>Cs）が、放出された量の多さ（約1.0PBq）と半減期の長さ（約30.1年）から最も重要な放射性核種であるといえる（Yasunari et al. 2011）。いくつかの研究で、陸上生態系における放射性セシウムの動態については調べられているが（Murakami et al. 2014, Endo et al. 2015）、河川生態系での放射性セシウムの生物移行についての研究はほとんど進められていない（ただし、Haque et al. 2017 などがある）。

河川に生息しているヤマメなどの淡水魚は、水産資源として非常に重要である。福島県内においてヤマメの放射線濃度は、現在においても国の食品安全基準値(100Bq/kg)を大きく上回っており、県の水産業に大きな打撃を与えている。魚を含む動物は、放射能に汚染された餌を食べることによって、体内に放射性物質を蓄積するとされている(Kitchings et al 1976)。河川水は大気から直接河川に降下した<sup>137</sup>Cs、あるいは、土壌から雨水により流れ込む<sup>137</sup>Csによって汚染されると考えられるが、<sup>137</sup>Csは非常に強く粘土と吸着する(Aono 2012)ため、大部分は土壌中に留まっており、現在では河川水から<sup>137</sup>Csはほとんど検出されていない（和田、私信）。例えば、福島県内を流れる天戸川では河川水の<sup>137</sup>Cs濃度は0.0062(Bq/L)であり、FDNPPから約30kmを流れている請戸川の河川水でさえも0.0958(Bq/L)であった。これに対してヤマメの筋肉での濃度は、それぞれ17.41(Bq/kg)と1072.69(Bq/kg)であり、2808倍と11197倍の線量値であった（和田私信）。ヤマメなどサケ科魚類の餌資源は、一般的に、河川中に生息している水生昆虫などの水生資源と河川外から移入してくる陸生資源だと考えられる。先行研究より、陸上のリターや土壌、またそれらを利用する腐食者において極めて高濃度の<sup>137</sup>Csが蓄積していることが明らかになっている(Murakami et al 2014)。これらのことから、河川水に比べ淡水魚において高濃度の<sup>137</sup>Csが蓄積している原因として陸上から移入してくる餌資源の影響を受けているということが考えられる。

そこで本研究では、この予想に基づき、河川間でのヤマメの<sup>137</sup>Cs汚染度合いのばらつきが、ヤマメが実際に食べている水生餌資源と陸生餌資源それぞれの放射性物質汚染度合いの違いによって生じているという仮説を立てた。実際に採取したヤマメの胃内容物を分析することで、餌資源利用の様子を確かめ、さらに、ヤマメを採取した地点で餌資源として水生昆虫と陸生昆虫の調査を行い、それぞれの<sup>137</sup>Cs汚染度合いを計測した。これら

の結果をもとに解析を行い、各河川でのヤマメの  $^{137}\text{Cs}$  汚染度合いのばらつきの原因を検証する。

## 方法と材料

### 調査地

調査は福島県内の 12 河川 15 地点で行った(表 1)。餌生物のサンプリング及びは 2017 年の 6 月と 8 月に行った。サンプリングではヤマメの餌資源となる陸生及び水生昆虫の他に、水生昆虫の餌資源となる藻類と粒状有機物(POM)、陸生昆虫の餌資源となる陸上植物を採取した。餌環境の  $^{137}\text{Cs}$  濃度を評価するために河畔において落葉(リター)、あるいは、土壌の採集を行った。陸生昆虫は見つけ採りや虫網を用いたスウィーピングによって採取した。水生昆虫は河川内の小石などに生息しているものを見つけてどりした。藻類は河川内の岩盤に付着しているものを直接採取した。POM は河川流路に流入したリターや泥などを採取した。陸上植物は各地点で優占している 3 種 3 個体の樹木の生葉を高枝切りばさみを用いて採取した。樹木が生育していない草原では、優占している草本を 3 種 3 個体採取した。リター及び土壌は河岸の 3ヶ所に一辺 10cm の方形区を設定し、サンプリングを行った。さらにリターは同区画内にて落ち葉の原形を留めているリター層と原形を留めていない腐食層に分けてサンプリングを行った。

表 1. 各調査地点の緯度経度と、河川名及び周辺の植生を示す。

地点名		河川名	周辺環境
霊山町石田	(緯度:37.75 経度:140.66)	石田川	森林
山戸田	(緯度:37.76 経度:140.60)	広瀬川	草原
12 号線沿い	(緯度:37.66 経度:140.87)	新田川支流	森林
中川原橋	(緯度:37.65 経度:140.90)	新田川	草原
大倉	(緯度:37.74 経度:140.79)	真野川	草原
飯館村大倉	(緯度:37.72 経度:140.79)	大倉沢川	森林
かやづか橋	(緯度:37.51 経度:140.88)	請戸川	森林
塩浸	(緯度:37.58 経度:140.76)	請戸川	森林
小出谷	(緯度:37.51 経度:140.84)	小出谷川	森林
赤下	(緯度:37.48 経度:140.86)	高瀬川支流	森林
鷹ノ巣橋	(緯度:37.47 経度:140.93)	高瀬川	草原
田村市	(緯度:37.41 経度:140.83)	高瀬川	森林
熊川橋	(緯度:37.38 経度:141.01)	熊川	草原
玉ノ湯	(緯度:37.41 経度:140.91)	熊川	森林
大川原	(緯度:37.38 経度:140.94)	大川原川	森林

## 胃内容物分析

各調査地点で採捕したヤマメについて、その胃内容物の分析を行った。ヤマメは冬の時期にはほぼ水生昆虫のみを食べるようになり、また体サイズが小さいうちは小型の水生昆虫を多く食べ、成長すると大型の陸生昆虫も食べるようになるなど季節や体サイズによって食性に偏りが生じる(Nagoshi & Sakai 1979)ことから、これらの偏りが生じないように、採取したヤマメのサンプルを採取季節が春夏秋と冬のサンプル、体サイズが 14cm 以上を大、10cm 以下を小のサンプルに分け、それらを組み合わせて春夏秋大、春夏秋小、冬大、冬小の 4 つのカテゴリーを作った。それぞれのカテゴリー合わせて 20 個体ほどをそれぞれ選び、分析した。ヤマメのサンプル数が 20 個体を下回る地点では、全てのサンプルについて分析を実施した。ヤマメの胃を解剖ばさみで切り開いて内容物を取り出した。ここに含まれる昆虫を目レベルで同定し、陸生と水生に分け各目ごとに個体数と重量を求めた。ヤマメ個体ごとに陸生と水生の重量割合を計算し、地点全体の陸生と水生の重量割合 (= 胃内容割合) を求めた。

## サンプル処理、 $^{137}\text{Cs}$ 濃度測定

採取した餌生物サンプルは目レベルで分けた。サンプルは 60°C のオーブンで 1 週間以上乾燥させ、乳鉢で粉末状にして重さを計測し、測定に十分な容量が得られたサンプルは U8 容器に詰めた。測定にはゲルマニウム半導体検出器(Seiko EG&G 社)を用いて、 $^{137}\text{Cs}$  濃度を計測した。十分な容量を得られなかったサンプルは低放射能の小型試料でも測定可能なウェル型検出器(Seiko EG&G 社)を用いて、 $^{137}\text{Cs}$  濃度を計測した。以下の解析に用いるデータは、計測日の  $^{137}\text{Cs}$  濃度ではなく、物理学的半減期(約 30.1 年)を考慮し、採取日に修正した値である。

## 統計解析

ヤマメ各個体の線量値を目的変数とし、以下の各変数を説明変数とし、一般化線形モデル(GLM)を用い赤池情報量規準(AIC)を指標として最適なモデル(BESTモデル)を探索した。説明変数としてはヤマメの体サイズ、採取季節、胃内容物割合、水生餌資源線量(カゲロウ、カワゲラ、トビケラ、ヤゴ、ヘビトンボ、ガガンボ、ゲンゴロウ)、陸生餌資源(カメムシ目、クモ、バッタ目、チョウ目、ハチ目、コウチュウ目、ハエ目、トンボ目)、その他の線量値(リター、POM、藻類、陸上植物、空間線量率)を用いた。ここで、説明変数が 25 個あり、互いに共線性を持つため、主成分分析により説明変数

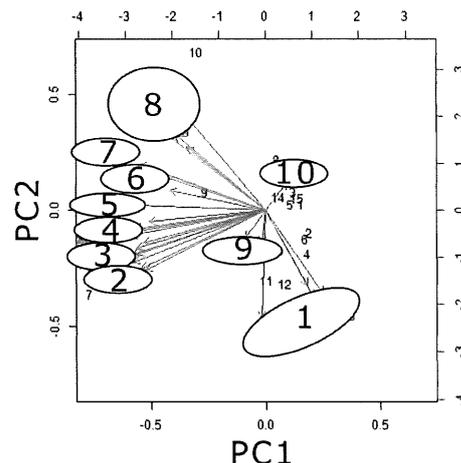


図 1. 各説明変数に対する主成分分析の結果。クラスター解析の結果より 10 のグループに分けた。G1:川幅、流れ幅、水深、G2:チョウ目、ハチ目、トンボ目、G3:カメムシ目、バッタ目、甲虫目、ハエ目、G4:藻類、陸上植物、クモ、G5:空間線量率、カゲロウ、G6:リター、G7:カワゲラ、ヤゴ、G8:POM、トビケラ、ヘビトンボ、ゲンゴロウ、G9:ガガンボ、胃内容物陸生割合、G10:胃内容物水生割合

を要約した。ただし、先行研究よりヤマメの  $^{137}\text{Cs}$  濃度と体サイズが正の相関を示すこと、また、季節により  $^{137}\text{Cs}$  濃度が異なることが明らかになっている (Smith et al 2002, Peles et al 2000) ので、体サイズと季節性は、説明変数として全てのモデルに含めることとした。それ以外の各説明変数を主成分分析(PCA)により座標化し、この結果に対してクラスター解析を行い、変数を 10 グループに分け、説明変数同士を類似する傾向にまとめた(図 1)。その上で、各グループから変数を 1 つずつ選出し、ヤマメの体サイズと季節性を併せた、FULL モデルに対して step wise に BEST モデルを求めた。この方法を、各グループから選択する変数を変えて何度か繰り返し、最終的な BEST モデルとした。これらの解析はすべて R (version 3.3.2) を用いて行った。

## 結果

### 胃内容物分析

各地点の胃内容物割合と各カテゴリーの個体数、食べていた餌生物を表 2、3 に示す。地点によって陸生水生それぞれの優占度が異なっていた(表 2)。餌生物に関しては水陸ともに様々な生物を食べていた(表 3)。水生ではトビケラ、陸生では膜翅目が全地点で特に多かった。トビケラは巣を食べていることもあった。生物の中では線量値の高いミミズなどの陸生の腐食者を食べていることもあった。

表 2、各調査地点において、ヤマメ胃内容物に占める、水生陸生生物の割合。

調査地点	胃内容水生割合	胃内容陸生割合
霊山町石田	0.80	0.20
山戸田	0.94	0.06
12 号線沿い	0.33	0.67
中川原橋	0.93	0.07
飯館村大倉	0.07	0.93
大倉	0.25	0.75
かやづか橋	0.51	0.49
赤下	0.85	0.15
塩浸	0.40	0.60
小出谷	0.62	0.38
鷹ノ巣橋	0.23	0.77
熊川橋	0.47	0.53
大川原	0.91	0.09
玉ノ湯	1.00	0
田村市	0.51	0.49

表3 ヤマメ胃内容に確認された餌資源の種類

水生資源	陸生資源
カゲロウ、カワゲラ、トビケラ、ガガンボ、ヘビトンボ、甲虫目、カメムシ目、ブユ、ミズムシ、ヤゴ	甲虫目、ハチ目、カメムシ目、バッタ目、チョウ目、ハエ目、クモ、ハサミムシ、等脚類、ヤスデ、ミミズ、シロアリ

### <sup>137</sup>Cs 濃度測定

各地点のヤマメサンプル及び生物サンプルの線量値について、<sup>137</sup>Cs 濃度測定で検出限界値以下になったサンプルの線量値は、全て 1(Bq/kg)とした。10 分類群の生物サンプルの線量値が揃っていた、塩浸(請戸川)について結果を示す(図2)が、いずれの調査地でも、リター、POM、藻類の線量値が高く、高次の消費者(捕食者)は線量値が低くなっていた。

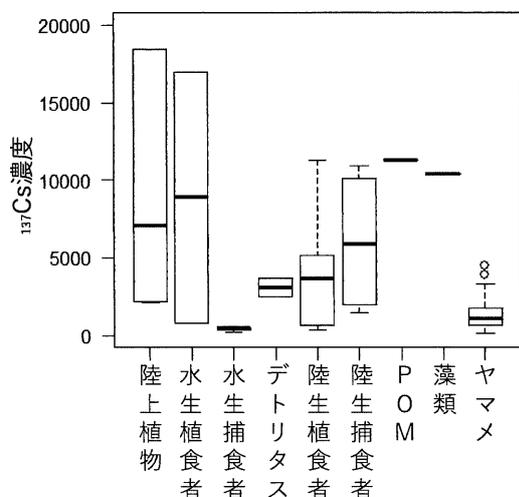


図2. 請戸川における各サンプルの線量測定の結果。10 の分類群に分けた。

### 統計解析

GLM を用いて解析した。ヤマメ各個体の線量値を説明するモデルとして、AIC が最小となったもの、およびそのモデルと比べて  $\Delta AIC$  が 2 以内であったすべてのモデルを表 4 に示す。モデル全てに川幅が選ばれていることから、河川の構造がヤマメの線量値に強い影響を与えていることがわかる。PCA によるグループ 2、4、6、9、10 の要因はほとんど選ばれなかったため、影響力が低いと考えられる。これらの結果を参考にして、説明変数として、ヤマメの体サイズと季節性、川幅(PCA:G1)、ハチ目(G2)、カメムシ目と甲虫目(G3)、陸上植物(G4)、カゲロウと空間線量率(G5)、リター(G6)、カワゲラとヤゴ(G7)をすべて含むモデルをフルモデルとして、再度 AIC を基準としたモデル選択を実施したところ、甲虫目、カゲロウ、カワゲラ、開空度、川幅が選択された。このことよりヤマメの線量値を説明する要因としては、これらの要因が特に重要であることが示された。

表 4. 各ヤマメ個体の線量値に対する、GLM において選択された各係数と、 $\Delta AIC$  (ベストモデルからの差) を示す。

	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	$\Delta AIC$
モデル 1	川幅		甲虫目		カゲロウ		カワゲラ	0
モデル 2	川幅		甲虫目		カゲロウ		ヤゴ	0.22
モデル 3	川幅		カメムシ目				カワゲラ	1.12
モデル 4	川幅		カメムシ目				ヤゴ	1.59
モデル 5	川幅			植物	空間線量		ヤゴ	1.57
モデル 6	川幅				空間線量	リター		0.95
モデル 7	川幅	ハチ目					カワゲラ	0.86

## 議論

本研究の結果をまとめると、調査地の生態系におけるヤマメを中心とした食物網は図 3 のようになっていると考えられる。BEST モデルには陸生資源の甲虫だけではなく、水生資源のカワゲラとカゲロウも含まれている。PCA の結果、カゲロウが陸生資源の  $^{137}Cs$  濃度と類似した傾向を示しているのに対し、カワゲラは若干異なる傾向を示している(図 3)。他の昆虫が餌資源と類似した傾向を示しているのと同様に、肉食性のカワゲラは PCA 上(図 1)で餌となるカゲロウ(G5)とトビケラ(G8)の中間の傾向を示しており、陸生昆虫とは異なる傾向を示している。このことから、ヤマメの  $^{137}Cs$  汚染度に、陸生資源だけではなく水生資源としてカワゲラも影響を与えていることが考えられる。また、河川構造(川幅)の影響が確かめられたことから、これらの環境要因が陸生資源の移入に影響を与えていると考えられる。川幅が狭い場合、河川周囲の樹木に生息する陸生昆虫が落下したり、リターやリターを餌とする腐食者などの陸生資源の落下量が増すため、より陸生資源が移入すると考えられる。また、川幅から実際に水が流れている流れ幅を除いた河原の幅が狭いほど、陸生昆虫が生息している森林や草原から河川までの距離が短くなるため、陸生資源が河川に落下しやすくなり、より陸生資源が移入すると考えられる。

重要な知見として、河川内の藻類の  $^{137}Cs$  濃度が陸上の要素と類似した傾向を示している点があげられる(図 1)。これは、陸生資源から藻類に  $^{137}Cs$  が供給されていることを示唆している。先行研究より、藻類を含む植物は、K チャネルから  $^{137}Cs$  を取り込むことが分かっている(Phillip and James 1974, Simon 1992)。K と Cs は化学的に性質が類似しており、K チャネルが K を吸収する際、同時に Cs も取り込むことが知られている。しかし、今回の調査地では、河川水の  $^{137}Cs$  が極めて低く、生物濃縮も考えにくいので(Tagami and Uchida 2013)、河川水から  $^{137}Cs$  を取り込んだ可能性は低い。他には、藻類は河川中の岩の表面に付着しているため、原発事故の際にリターと同じように  $^{137}Cs$  が直接付着したとも考えられる。しかし、藻類は水中に生息しているため、陸上と同様の汚染の仕方をしているとは考えにくい。図 3 の結果から、PCA/クラスター解析で陸上植物と同様のグループに含まれたことから  $^{137}Cs$  の起源が類似しているとも考えられ、陸上植物は主に土壌より

$^{137}\text{Cs}$ を取り込むため、藻類も陸上の土壌から雨水を介して  $^{137}\text{Cs}$  が移行しているとも考えられる。本研究では詳しい調査を行っていないため、明確な原因は分からないが、今後藻類の汚染原因について調査することによって、藻類を餌資源としており、ヤマメの餌資源ともなるカゲロウが陸生資源と類似の傾向を示したことについても、より理解が深まるだろう。

藻類が陸生資源と  $^{137}\text{Cs}$  濃度と類似した傾向を示した一方で、PCA の結果は、陸上のリターなどの有機物由来の POM が、陸上の  $^{137}\text{Cs}$  濃度とは独立した変動をみせることを示している (図 1)。さらに、POM を主食とするトビケラやそのトビケラを捕食していると考えられるヘビトンボやゲンゴロウも同様の傾向が見られた。したがって、POM の  $^{137}\text{Cs}$  濃度を決定する要因として、陸上資源の濃度以外の要因が作用していることが示される。POM は有機物であり、その構成要素は陸上の植物や土壌であると考えられる。また、POM から溶出した Cs が、河川内で藻類に取り込まれると考えられるが、藻類の傾向は陸上の要素と類似しており、POM の傾向とは異なっている。これらの結果は、POM と藻類に対する、 $^{137}\text{Cs}$  の供給源が異なることを示すが、具体的な供給源について、現時点ではわからない。これを特定することは、河川における  $^{137}\text{Cs}$  の動きを考える上で、極めて重要である。

このように、河川に生息するヤマメへの  $^{137}\text{Cs}$  の移行経路は、陸生資源の落下のみを介した単純なものではなく、いくつかの経路が存在することがわかった。特に藻類、POM の  $^{137}\text{Cs}$  供給源や環境要因における陸から河川への  $^{137}\text{Cs}$  の移入経路に不明点が多く存在するため、陸生由来の  $^{137}\text{Cs}$  がどのように河川へ流入しているのか、現在分かっていることの検証も含めて、具体的に  $^{137}\text{Cs}$  の移入方法を調査することが重要だろう。

## 引用文献

- Aono, T., (2012) 河川、湖沼や海洋へ堆積する放射性セシウムについて Isotope News, No. 699
- Endo I, Ohte N, Kohei Iseda, Keitaro Tanoi, Atsushi Hirose, Natsuko I. Kobayashi, Murakami M, Tokuchi N, Ohashi M (2015) Estimation of radioactive 137-cesium transportation by litterfall, stemflow and throughfall in the forests of Fukushima. Journal of Environmental Radioactivity 149: 176–185.
- Haque, M. E., Gomi, T., Sakai, M., & Negishi, J. N. (2017). Developing a food web-based transfer factor of radiocesium for fish, whitespotted char (*Salvelinus leucomaenis*) in headwater streams. Journal of environmental radioactivity, 172, 191-200.
- Kitchings, T., Diegregorio, D. & Van Voris, P. (1976) A review of ecological parameters in vertebrate food chains. Radioecology and Energy Resources. Proceedings of the Fourth National Symposium on Radioecology, 304-313
- Murakami M, Nobuhito Ohte, Takahiro Suzuki, Nobuyoshi Ishii, Yoshiaki Igarashi & Keitaro Tanoi (2014) Biological proliferation of cesium-137 through the detrital food chain in a forest ecosystem in Japan. Scientific Reports. 4: 3599.

- Nagoshi M, Sakai T, (1980) Relation between Body Size and Food of the Amago, *Oncorhynchus rhodurus*, from Hirakura Stream, Mie Prefecture, Japan. *Japanese Journal of Ichthyology* Vol. 26, No. 4
- Peles JD, Philippi T, Smith MH, Brisbin IL Jr, Gibbons JW (2000) Seasonal variation in radiocesium levels of largemouth bass (*Micropterus salmoides*): implications for humans and sensitive wildlife species. *Environ Toxicol Chem* 19:1830-1836
- Phillip P, James T. D, (1974) The influence of potassium on the removal of <sup>137</sup>Cs live *Chlorella* from low level radioactive wastes. *Radiation Biology* Vol. 14:37-41
- Reynolds, Simon V. Avery, Geoffrey A. Codd, Geoffrey M. Gadd (1992) Replacement of cellular potassium by caesium in *Chlorella emersonii* :differential sensitivity of photoautotrophic and chemoheterotrophic growth. *Journal of General Microbiology* 138:69-76
- Smith, J. T., A. V. Kudelsky, I. N. Ryabov & R. H. Hadderingh, (2000) Radiocaesium concentration factors of Chernobyl-contaminated fish: a study of the influence of potassium and “blind” testing of a previously developed model. *Journal of Environmental Radioactivity* 48: 359–369.
- Tagami K., Uchida S., (2013) Marine and freshwater concentration ratios (CR<sub>wo-water</sub>): review of Japanese data. *Journal of Environmental Radioactivity* 126:420-426
- Yasunari TJ, Stohl a., Hayano RS, et al (2011) From the Cover: Cesium-137 deposition and contamination of Japanese soils due to the Fukushima nuclear accident. *Proc Natl Acad Sci* 108:19530-19534. Doi: 10.1073/pnas.1112058108
- Zheng J, Tagami K, Watanabe Y, et al (2012) Isotopic evidence of plutonium release into the environment from the Fukushima DNPP accident. *Sci Rep* 2:1-8.doi: 10.1038/srep00304